

高温嫌気性消化法を用いた 高濃度下水汚泥の処理特性

清原雄康¹・宮原高志²・水野修³・野池達也⁴・李玉友⁵

¹工修 株式会社熊谷組技術研究所 (〒300-2651 茨城県つくば市鬼ヶ窪 1043)

²正会員 工博 東北大学講師 大学院工学研究科 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 06)

³正会員 工博 東北大学助手 大学院工学研究科 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 06)

⁴フェロー会員 工博 東北大学教授 大学院工学研究科 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉 06)

⁵正会員 工博 アタカ工業株式会社技術研究所 (〒551-0022 大阪府大阪市大正区船町 2 丁目 2-11)

TS濃度5%の濃縮汚泥を基質として、高温55℃で嫌気性消化の連続実験を行い、滞留時間(SRT)を2.5日、5日、10日、20日、40日に変化させて、物質分解におよぼす滞留時間の影響を検討した。連続実験においてSRT10日で分解可能な物質(滞留時間40日で分解された物質)の約80%が分解された。SRT10日におけるTS,VSおよびTotal-CODの除去率は、それぞれ40.6%, 55.3%, 61.9%, ガス生成倍率, ガス生成量はSRT10日でそれぞれ25.1(L-ガス/L-投入汚泥), 600(mL/g-投入VS)であった。また、各滞留時間で馴養された高温消化汚泥による濃縮汚泥の酸生成及びメタン生成の活性は、3.61~9.82(g-COD/L/日)で、いずれも馴養SRTの増大に伴い低下する傾向にあった。

Key Words: activity, ammonia, anaerobic digestion, concentrated sewage sludge, mass balance, methane production, solid retention time (SRT), thermophilic, volatile fatty acid

1. はじめに

汚泥処理における嫌気性消化は、下水汚泥の減量化、質的安定化、病原菌の死滅等の無害化、発生したメタンガスの有効利用、及び汚泥処理システムの管理の適正化を主目的として行われてきた。嫌気性消化によって汚泥の約3分の1が減量でき、消化せずに直接脱水する方式と比較して、脱水ケーキ量の減少、脱水性能の改善と安定化等の利点がある。日本の汚泥処理施設の約30%は嫌気性消化を処理プロセスに組み込んでおり、全国で発生する下水汚泥の約50%が嫌気性消化法で処理されている¹⁾。

近年、地球規模環境問題に対応するため、下水、廃棄物処理技術の開発において省資源、省エネルギー及び資源の回収利用といった試みがより重要視されるようになった。このため種々の汚泥処理システムの組み合わせに対し、コスト、エネルギーの観点から、遠心濃縮に消化方式を組み合わせたシステムの有利性が報告されている²⁾。嫌気性汚泥消化における加温エネルギーの減少およびガス発生倍率の増大を行う方法として、高濃度消化法が脚光を浴びている^{2),3)}。消化温度と分解速度の関係について、標準消

化法を使った研究は進んでいるが、それらの知見を高濃度消化法へ直接適用する可能性や高温消化の優位性については明確にされていない^{4),5),6),7),8),9)}。また、実際の下水汚泥や、有機性廃棄物を用いた詳細な研究は少ないというのが現状である。従って、汚泥を濃縮して嫌気性消化の効率化を図るためには、滞留時間の影響、投入汚泥濃度の影響、及び消化温度の影響についてさらに研究を行う必要がある。また、下水汚泥は主として最初沈殿池汚泥及び余剰活性汚泥から構成されているが、その性状は種々の要因によって異なっている。それゆえ、嫌気性消化プロセスにおける下水汚泥の分解の挙動を把握するためには、構成成分の分解過程を詳細に検討することが必要となる。

本研究では、高温嫌気性消化法による高濃度下水汚泥の処理特性を解明するために、濃縮下水汚泥(固形物濃度で約5%)を基質として、高温(55℃)で嫌気性消化の連続実験を行い、物質分解に及ぼす滞留時間(SRT)の影響を検討した。また、各滞留時間で馴養した消化汚泥を種汚泥として回分実験を行い、VFA(揮発性脂肪酸)生成量、メタンガス生成量の経時変化を測定し、濃縮汚泥の嫌気性消化における分解特性について検討した。

2. 実験装置および実験方法

(1) 基質及び種汚泥

本研究では、汚泥処理センターの濃縮下水汚泥を2～3週間に1度採取し、4 mmメッシュの金網で濾すことで粗大なごみを取り除いたものを投入用の濃縮汚泥とした。汚泥の変質を防ぐため4℃の大型冷蔵庫に保存した。基質投入タンクは3℃前後に制御して攪拌機で混合した。Table 1に連続実験及び回分実験を行った時期の汚泥の性状の平均値ならびに範囲を示した。これより、Total-CODに占めるTotal-炭水化物、Total-タンパク質、脂質、Total-VFA(総揮発性脂肪酸)の割合はそれぞれ約31.5%、40.3%、27.3%、8.1%であった。種汚泥は、S下水処理場より採取した高温消化汚泥を用いた。

(2) 連続実験の実験装置及び実験方法

実験装置の概略はFig.1に示したように、発生した消化ガスを循環させることによって反応槽内を攪拌混合し、連続的に基質の投入と消化液の引き抜きを行う嫌気性ケモスタット型反応槽を用いた。反応槽の容積は滞留時間に合わせて、3L、4L、6Lのものを用い、高温の状態を保つために55±1℃の大型の恒温槽に入れた。SRTは2.5、5、10、20、40日とし、基質の投入は、1日数回、各回の投入時間を30秒としたタイムコントロールシステムを用いて制御した。定常状態に至るまで約4か月間装置を連続運転した。その後、4週間以上に渡って、TS、VS、COD、炭水化物、タンパク質、脂質、VFA(揮発性脂肪酸)、NH₄⁺-N、アルカリ度、pH、ガス組成の分析を3回から4回繰り返し行った。

(3) 回分実験の実験装置及び実験方法

各SRT条件で連続培養した消化汚泥60mLと濃縮汚泥20mLを各バイアル瓶に注入し、気相部をN₂(65%)とCO₂(35%)の混合ガスで2分間ほど換気した後、速やかにブチルゴム栓とアルミ製締金具で密栓し、高温55±1℃の振盪培養槽の中にセットして回分実験を行った。また、培養槽の振動数は80回/分とした。一定時間おきにVFA濃度、ガス生成量、ガス組成の分析を行った。

(4) 分析方法

pH測定にはガラス電極pHメーターを用いた。TS、VS、COD濃度はStandard Methods⁽¹⁰⁾、アルカリ度は下水試験方法⁽¹¹⁾、炭水化物はフェノール-硫酸法⁽¹²⁾、タンパク質はLowry法⁽¹³⁾、脂質はBligh-Dyer法⁽¹⁴⁾によ

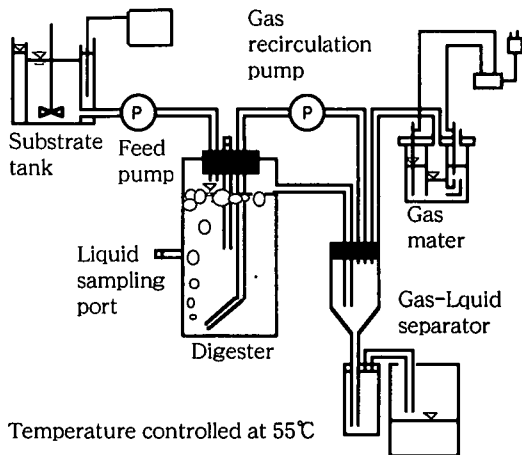


Fig.1 Schematic diagram of the continuous flow experimental apparatus

Table 1 Characteristics of the concentrated sewage sludge

	Average	Range
pH	5.4	5.0-5.8
TS (g/L)	51.1	49.9-52.7
VS (g/L)	41.9	41.2-43.5
SS (g/L)	49.5	48.6-51.2
VSS (g/L)	40.3	39.4-42.1
Total COD (g/L)	65.7	65.0-67.1
Soluble COD (g/L)	6.03	4.1-8.6
Total Proteins (g/L)	21.4	21.1-21.8
Soluble Proteins (g/L)	1.5	1.17-1.82
Total Carbohydrates (g/L)	19.4	19.0-20.1
Soluble Carbohydrates (g/L)	0.29	0.22-0.32
Lipids (g/L)	6.24	5.70-6.53
VFA (g-COD/L)	5.31	4.13-6.76
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	645	525-795
Alkalinity (mg-CaCO ₃ /L)	433	412-464
Acetic acid (mg/L)	1350	1062-1626
Propionic acid (mg/L)	966	769-1141
Iso-but y ric acid (mg/L)	114	93.3-136.5
N-but y ric acid (mg/L)	702	523.4-956
Iso-Valeric acid (mg/L)	184	147-224
N-Valeric acid (mg/L)	272	190-425
Iso-Caproic acid (mg/L)	0	0
N-Caproic acid (mg/L)	0	0

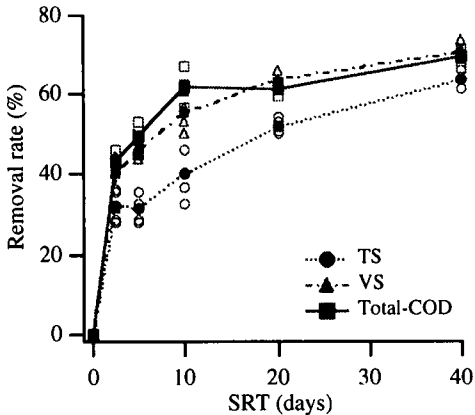


Fig.2 Effect of SRT on TS, VS and Total-COD removal rates

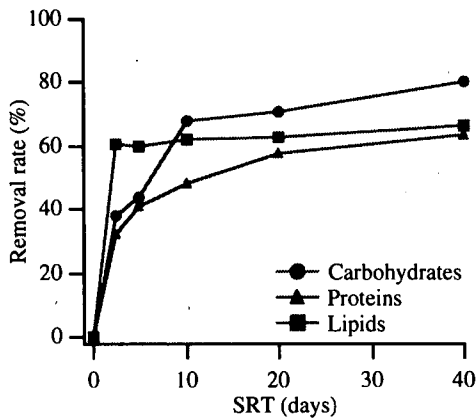


Fig.3 Effect of SRT on carbohydrate, protein and lipid removal rates

りそれぞれ分析を行った。溶解性成分は14000rpmで35分間高速遠心分離した上澄を用いた。VFAはFID-ガスクロマトグラフ法を用いて分析を行った。Greensorb Tを充填した1.5mのガラスカラムを用いた。キャリアーガスはヘリウム(圧力1.5kg/cm²)を用いた。水素ガスと空気の圧力を0.5kg/cm²、検出器とカラムの温度をそれぞれ180℃、160℃として用いた。アンモニウムイオンの分析には、イオンクロマトグラフ法を用いた。カラムにShim-pack IC-C3, キャリアーにシュウ酸(2.5mM)を用い、カラム温度を40℃、流量を1.0 (mL/min)とした。連続実験におけるガス生成量は35(mL/回)で調節したガスカウンターを用いて測定した。ガス組成(N₂, CH₄, CO₂)の分析には、TCD-ガスクロマトグラフ法を用いた。活性炭を充填した1.5mのステンレスカラムを用いた。キャリアーガスにヘリウム(圧力0.75kg/cm²)を用い、検出器とカラムの温度をそれぞれ140℃、120℃として用いた。

3. 実験結果および考察

(1) 全有機酸の分解

Fig.2に各SRT条件におけるTS, VS及びTotal-CODの除去率の平均値を示した。TS, VS及びTotal-CODの除去率はSRTの増大に伴ってともに高くなっているが、SRTが10日以上になると、除去率の著しい変化はなくなり、SRT10日でSRT20日以上で消化された量の80%以上が消化されていた。SRT10日でのVS, Total-CODの除去率はそれぞれ55.3, 61.9%, SRT40日でそれぞれ70.6, 69.5%であった。またSRT2.5, 5日ではVSの除去率は35~40%程度であり、SRT20日以上での分解率と比較して著しく低い値であった。

(2) 汚泥構成成分の分解

Fig.3は汚泥の主要成分である炭水化物、タンパク質、および脂質の分解率に及ぼすSRTの影響を示した。各成分の易分解性の部分は、ほとんどSRT10日以内で分解され、SRTを20日以上に長くしても、分解率はわずかしこ増えなかった。SRT10日での炭水化物、タンパク質、脂質の分解率はそれぞれ、67.6%, 47.9%, 62.0%, SRT40日ではそれぞれ80.5%, 63.5%, 66.7%であった。また同じSRT条件における炭水化物、タンパク質および脂質の分解率を比較すると、SRT10日以上の場合、分解率は炭水化物>脂質>タンパク質の順になっていたのに対し、SRT2.5日、5日の場合は、脂質>炭水化物>タンパク質の順になっていた。いずれの条件においてもタンパク質の分解率は最も低かった。タンパク質の分解率が低い傾向は半連続実験から松尾と桐山が報告した結果と一致したものであった¹⁵⁾。

(3) 有機酸の蓄積

Fig.4はpHおよび各種VFAの濃度に及ぼすSRTの影響を示した。pHは、すべてのSRT条件において7.9~8.2の範囲とメタン生成に関する最適pH条件(7.0~7.5)¹⁶⁾よりやや高い値を示していた。高温ではpHを下げる要因である二酸化炭素の溶解度が低いということが原因の一つとして考えられる。VFAの濃度は、SRTの増大に伴い徐々に減る傾向にあった。SRTが2.5日の時、プロピオン酸:258(mg/L)>酢酸:166(mg/L)>Iso-吉草酸:10(mg/L)であり、合計すると593(mg-COD/L)と、SRTが2.5日でもVFA濃度は低く、阻害を起こすほどの濃度(2000(mg/L)以上)¹⁷⁾には至っていなかった。このことより、SRTが2.5日のような

Table 2 Digestion gas production under various SRT conditions

SRT(days)	2.5	5.0	10	20	40
VS loading rate (g-VS/L/day)	16.8	8.38	4.19	2.10	1.05
Gas production rate (mL/L/day)	7020	4290	2640	1350	706
Gas production ratio (L/L-Sludge)	18.0	22.0	25.1	25.5	29.6
Gas production (mL/g-VS)	431	526	600	610	708
Gas composition ¹⁾ CH ₄	56.2	56.0	56.3	57.6	56.8
CO ₂	33.2	32.9	34.1	31.2	31.6
N ₂	2.2	2.6	1.8	2.5	2.2

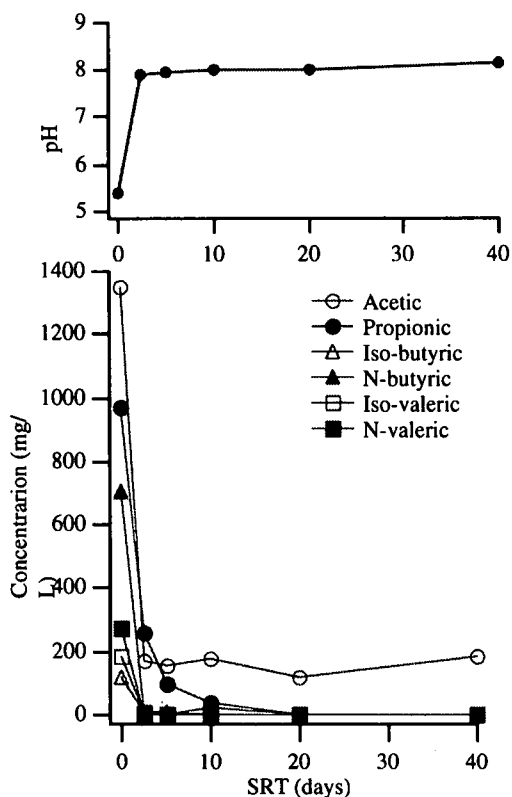


Fig.4 Effect of SRT on pH and volatile fatty acids concentrations

短い滞留時間でもメタン生成細菌の活性が高く、加水分解、酸生成段階が律速段階であったと考えられる。そして、SRT2.5日において、Total-VFAに占めるプロピオン酸の割合が66%とやや高かったのは、メタン生成細菌の阻害によるものではなく、不均衡さによるものであった¹⁸⁾と言える。SRTが10日以上においては、Total-VFA濃度が125~270 (mg-COD/L)、酢酸の占める割合が80%以上であり安定して消化が進んでいた。

(4) ガスの生成

Table 2にガス生成速度、ガス生成倍率、ガス生成量、およびガス組成に及ぼすSRTの影響を示した。ガス生成速度はSRT2.5日の条件において最も速く、7022(mL/L/day)であった。ガス生成倍率、ガス生成量はSRT10日までは急激に増加したが、10日以降は緩やかに増加していた。ガス生成倍率はSRTが10日、20日、40日でそれぞれ25.1、25.5、29.6 (L-ガス/L-投入汚泥)であった。また投入VS1g当たりの消化ガス生成量は、SRT10日、20日、40日でそれぞれ、600、610、708 (mL/g-投入VS)であった。一方、同じ濃縮汚泥に対する中温30日の嫌気性消化の実規模運転結果では、ガス発生倍率およびガス生成量はそれぞれ21(m³/m³-投入汚泥)および0.531(m³/kg-投入VS)であった。これらの結果は高温嫌気性消化を行うことでガス生成量が10%以上増えることを示唆している。

(5) COD 物質収支

汚泥消化における有機物の存在形態を固形物、溶解性物質およびメタンガスの3種類に大別して、李ら⁴⁾により報告されているCOD換算係数を用いて、各SRT条件の消化槽におけるCODの物質収支を算出し、Table 3に示した。これより、用いた濃縮汚泥は約10%の溶解性CODと約90%の固形物CODを含有していた。メタンガスの回収率はSRTの増加に伴い高くなり、SRT10日以上において、投入CODの約65%がメタンに変換されていた。

(6) 窒素の挙動

下水汚泥の嫌気性消化において蛋白質の分解に伴い、NH₄⁺が生成することはよく知られている。一般にタンパク質中の窒素含有率は1/6.25であるから、タンパク質の分解量によるNH₄⁺-Nの生成量は式(1)より計算できる。

Table 3 COD mass balance

SRT (days)	Solid	Soluble		Methane	Recovery (%)
		VFA	Others		
0	90.8	8.1	1.1	0.0	100.0
2.5	48.9	0.9	7.3	42.9	100.0
5	43.8	0.5	6.3	52.2	102.8
10	32.9	0.4	4.8	64.6	102.7
20	31.9	0.2	6.7	67.7	106.5
40	23.2	0.3	7.0	69.8	100.3

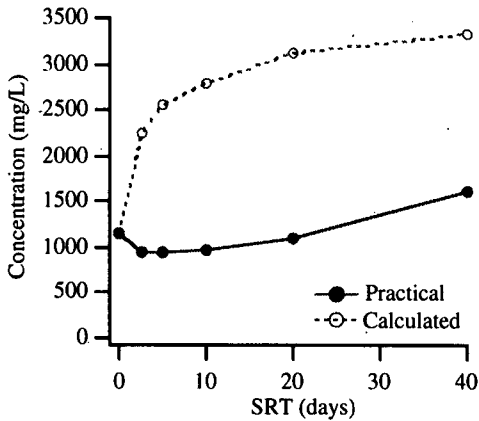


Fig.5 Effect of SRT on ammonium concentrations

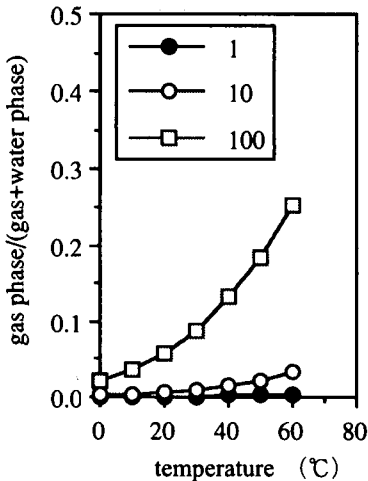


Fig.6 Effect of temperature on the distribution of ammonia between gas and water phase

$$\text{NH}_4^+\text{-Nの生成量} = \text{タンパク質の分解量} / 6.25 \quad (1)$$

式(1)を用いて求めた各SRT条件における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の計算値と実測値をFig.5にまとめた。投入濃縮汚

泥の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が1146(mg/L)だったのに対して、SRT2.5日～20日では935～1091(mg/L)と投入汚泥濃度と同等かやや低い値となっており、SRT40日では1611(mg/L)であった。これらの実測値はいずれもタンパク質分解量より計算した $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度より著しく低かった。Fig.6に藤田と東畑の示した $\text{NH}_3\text{-H}_2\text{O}$ の全アンモニアのモル分率と分圧の関係の表¹⁹⁾を用いて、気相部/液相部の体積の比が1, 10, 100, 1000の場合の平衡状態における全アンモニア量に対する気相部のアンモニア量の割合に及ぼす温度の影響を示した。反応槽は実際には平衡状態ではなく、また生成したガスはガスカウンターを経由して系外に放出されるシステムであったことからFig.6から明確な結論は示せないが、仮に気相部と液相部の比がTable 2に示したガス発生倍率に近い値である20前後であると、Fig.5に示した液相部から消失したアンモニアの一部が気相部に移行したことは計算値と実測値が一致しなかった原因の一つと考えられる。しかし、気相部からの消失だけでは0.5～1割程度しか説明できないことから、計算値と実測値の差の大部分は付加反応による MgNH_4PO_4 等の沈殿物の生成や、その他の金属イオン等と反応して錯体化したこと²⁰⁾であると考えられる。

(7) 消化汚泥の酸生成活性とメタン生成活性に及ぼすSRTの影響

各SRT条件で馴養した消化汚泥の活性を把握するために、各SRT条件の消化汚泥に濃縮汚泥を1/3の割合で添加して回分実験を行った。Fig.7に回分実験におけるVFAの蓄積量とその組成の経時変化を示した。酢酸は馴養SRT2.5日、5日では実験開始直後から減少し、馴養SRTが10日～40日では実験を開始してから約16時間後に最大値をとった。酢酸濃度が最もVFA濃度の低かったSRT20日の酢酸濃度とほぼ等しい100(mg/L)以下に減少するのにかかった時間は、馴

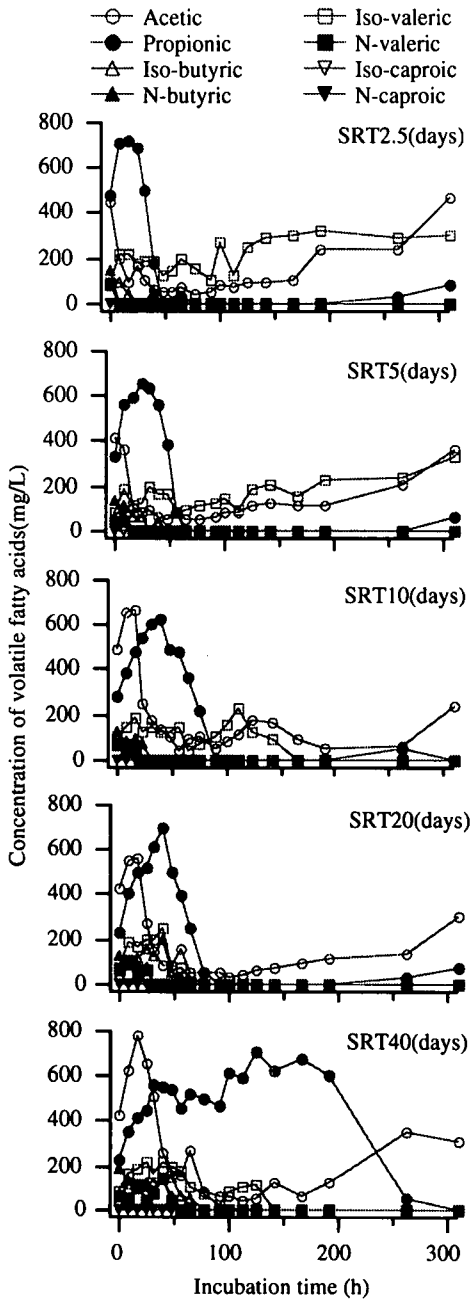


Fig.7 Effect of SRT on VFA production in the batch experiments

養 SRT2.5 日, 5 日, 10 日, 20 日, 40 日でそれぞれ約 40 時間, 24 時間, 56 時間, 40 時間, 76 時間であり, 馴養 SRT 条件 40 日において最も長い時間を必要とした。プロピオン酸は馴養 SRT2.5 日, 5 日では実験開始から約 24 時間後に最大値をとっていたのに対して, 馴養 SRT10 日~40 日では約 40 時間後に最大値をとって減少していた。プロピオン酸濃度のピークはいず

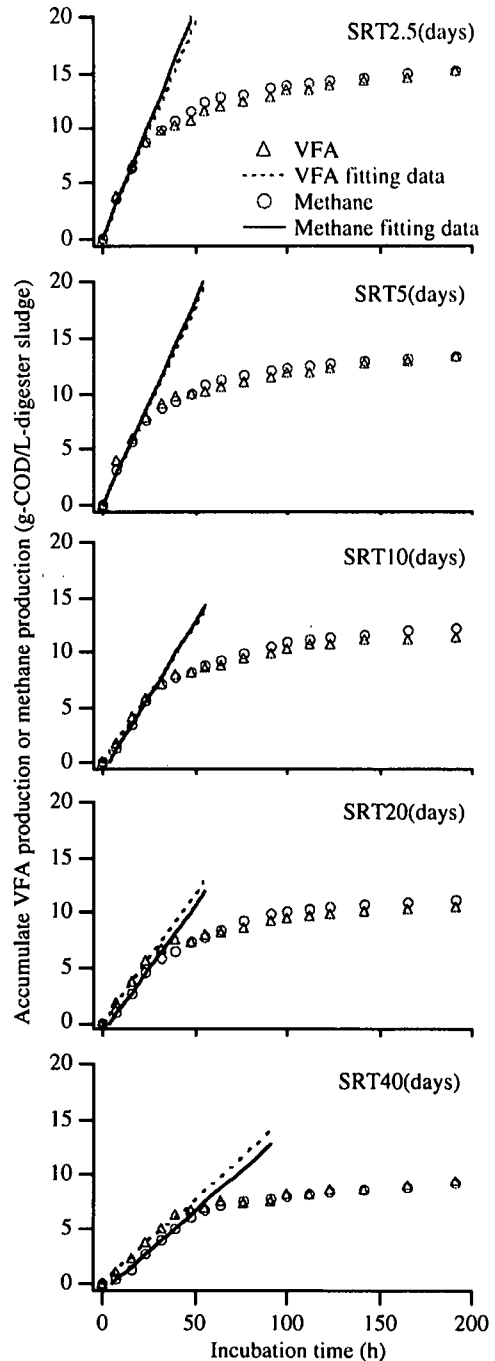
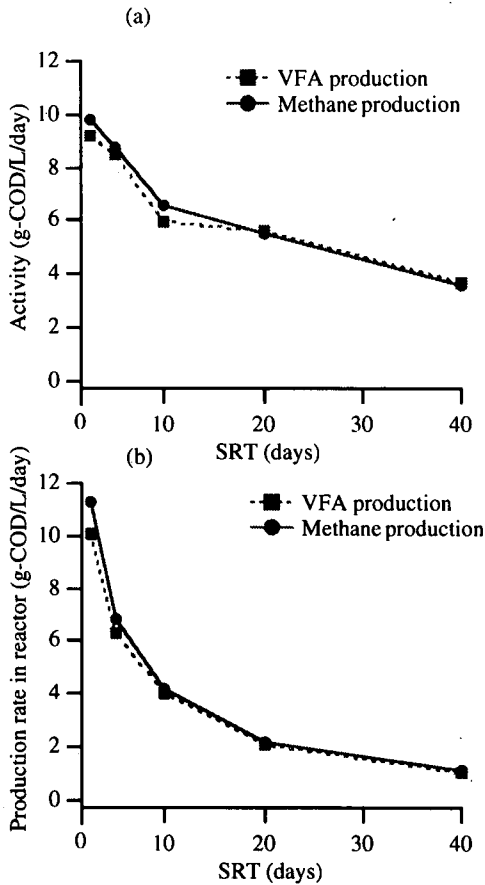


Fig.8 Accumulated VFA production and methane production for the seed sludges acclimatized at different SRT

れの馴養 SRT 条件においても酢酸がピークに達してから約 24 時間後であった。また, 酪酸は減少して検出されなくなるのにかかった時間が馴養 SRT2.5 日で最も短く約 16 時間, 5 日, 10 日で約 24 時間, 20 日で約 56 時間, 40 日で最も長く約 64 時間であった。Iso-



(a): Batch experiments
 (b): Continuous experiments

Fig.9 Comparison between acid and methane production rates by batch and continuous experiments

吉草酸は時間が経過しても馴養 SRT が 2.5 日, 5 日で 200 ~ 300 (mg/L) の濃度のままだったのに対し, 馴養 SRT 10 日, 20 日, 40 日では実験開始から 64 ~ 140 時間後にはほとんど検出されなくなっていた. SRT 40 日においてプロピオン酸の分解が著しく遅れていた. これは回分実験では実験開始時点で酸生成細菌の基質である高濃度汚泥の割合が連続実験の時と比較して SRT の長いものほど高くなるため, プロピオン酸生成反応は連続実験の時よりも速度を高めたがプロピオン酸から酢酸を生成する水素生成性酢酸生成反応の速度が高くならなかったため, プロピオン酸の蓄積が起こったと考えられる. この水素生成性酢酸生成反応がプロピオン酸生成反応や全メタン生成反応と異なり十分に高くならなかった原因として, 水素利用性メタン生成速度が高まらないために水素生成性酢酸生成細菌が蓄積した水素による阻害を受け

たことが考えられる²¹⁾.

以上のことより, いずれの SRT 条件でも, 酢酸の濃度が減少してからプロピオン酸や吉草酸の濃度が増加し酢酸濃度より高くなっていった. さらに酢酸濃度がかなり低下してから, プロピオン酸の濃度が減少する傾向が見られた. また, 短い馴養 SRT 条件 (2.5 日, 5 日) の汚泥は, VFA の中でも C3 以下のような特に分解し易い物質をすばやく分解する能力に優れていた. 長い馴養 SRT 条件 (20 日, 40 日) の汚泥は, 短い馴養 SRT 条件に比べて易分解性物質を分解するのに時間はかかるが, VFA の中でも C4 以上のような比較的分解し難い物質の分解能力に優れた細菌相になっていた.

Fig.8 に種汚泥 1L 当たりの COD に換算した累積酸生成量と累積メタン生成量の経時変化, およびそれぞれの初期速度の求め方を示した. 累積有機酸生成量は式(2)⁴⁾ に基づき算出し, 累積メタン生成量のうち 70% が酢酸を経由してメタンガスになり, 残りの 30% は水素と二酸化炭素を経由してメタンガスになったと仮定して計算した. なお COD 換算に用いた係数は Li ら⁴⁾ の文献を参考にした.

$$A = C_A + 0.7M/Y_1 + 0.3M/Y_2 \quad (2)$$

ここで

A: 累積酸生成量 (g-COD/L)

C_A : 揮発性有機酸濃度 (g-COD/L)

M: 累積メタン生成量 (g-COD/L)

Y_1 : 酢酸からメタンへの転化係数 (=0.96²²⁾)

Y_2 : 水素からメタンへの転化係数 (=0.90²³⁾)

Fig.8 より明らかなように, 初期累積酸生成量またはメタン生成量は時間とともに直線的に増加していた. これらの直線の傾きにより各 SRT の種汚泥の初期の酸生成速度とメタン生成速度をそれぞれ求めることができる. 本研究ではこれらの初期の酸生成速度およびメタン生成速度を種汚泥の酸生成活性およびメタン生成活性と定義している.

Fig.9 は上記の方法で求めた各 SRT 条件における消化汚泥の酸生成とメタン生成の活性を示した. 馴養 SRT 2.5 日, 5 日, 10 日において, VFA 生成活性はそれぞれ 9.22(g-COD/L/日), 8.47(g-COD/L/日), 5.99(g-COD/L/日), メタン生成活性はそれぞれ 9.82(g-COD/L/日), 8.72(g-COD/L/日), 6.53(g-COD/L/日)と, VFA 生成活性よりメタン生成活性の方が大きかったのに対し, 馴養 SRT 20 日, 40 日においては, VFA 生成速度はそれぞれ 5.62(g-COD/L/日), 3.71(g-COD/L/日),

メタン生成活性はそれぞれ5.49(g-COD/L/日), 3.61(g-COD/L/日)と, メタン生成活性よりVFA生成活性の方がやや大きかった。それらを種汚泥VS1gあたりに換算した値は, Liら³⁾の中温消化汚泥を用いた報告の約2倍で, 本研究における消化汚泥の活性は非常に高かった。また, 各馴養SRT条件に対するVFA生成活性, メタン生成活性はともに短いSRTで馴養した種汚泥ほど生成速度は大きく, SRTが長くなるにつれ生成速度は減少していく傾向が見られた。

4. 結論

本研究より以下のような結論が得られた。

(1) 連続実験において, SRT10日でのTS,VSおよびTotal-CODの除去率は, それぞれ40.6%, 55.3%, 61.9%であったのに対してSRT40日ではそれぞれ, 63.7%, 70.6%, 69.5%であり, SRT10日とSRT40日で分解された量の80%以上が分解されていた。

(2) 濃縮下水汚泥の3大成分である炭水化物, タンパク質, 脂質の分解率はSRT10日の条件で, それぞれ67.6%, 47.9%, 62.0%であったのに対して, SRT40日ではそれぞれ, 80.5%, 63.5%, 66.7%であった。

(3) 消化汚泥の濃縮汚泥分解に対する酸生成活性およびメタン生成活性は3.61~9.82(g-COD/L/日)で, 馴養SRT2.5日~10日においては, 酸生成活性よりメタン生成活性の方が大きく, 馴養SRT20日, 40日においては, メタン生成活性より酸生成活性の方がやや大きかった。酸生成速度, メタン生成速度とも馴養SRT条件の増大に伴い減少する傾向にあった。

参考文献

- 1) 渡部春樹: 汚泥の処理処分・利用, 下水道年鑑, 水道産業新聞社, pp.326-328, 1997.
- 2) 酒井伸一, 武田信生: 汚泥研究レビュー, 汚泥研究年報(環境技術研究協会編, オプトロニクス社), pp.249, 1988.
- 3) Li, Y. Y., Noike, T., Katsumata, K. and Koubayasi, H.: Performance analysis of the fullscale egg-shaped digester in treating sewage sludge of high concentration, *Water Science & Technology*, Vol.33, pp.139-146, 1996.
- 4) 李玉友, 野池達也: 嫌気性消化の酸生成相における余剰活性汚泥の分解特性, 水質汚濁研究, Vol.10, pp.729-740, 1987.
- 5) 遠藤銀郎, 野池達也, 松本順一郎: 嫌気性消化の酸生成相におけるセルロースとグルコースの分解特性, 土木学会論文報告集, 325, pp.61-68, 1982.

- 6) 張祖恩, 野池達也, 松本順一郎: 嫌気性消化のメタン生成相に及ぼす滞留時間と投入基質濃度の影響, 土木学会論文報告集, 320, pp.67-76, 1982.
- 7) 田端祥久, 花木啓祐, 松尾友矩: 嫌気性消化における蛋白質の分解特性, 土木学会第40回年次学術講演会講演概要集, 第2部, pp.997-999, 1985.
- 8) Wiegant, W. M., Classen, J. A. and Lettinga, G.: Thermophilic anaerobic digestion of high strength waste waters, *Biotechnology & Bioengineering*, Vol.27, pp.1374-1381, 1985.
- 9) Marique, P., Gilles, A., Edeline, F. and Joassin, L.: Thermophilic semisolid anaerobic digestion of municipal refuses, *Biotechnology & Bioengineering*, Vol.33, pp.536-541, 1989.
- 10) American Public Health Association.: *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th ed, American public health association, Washington D. C., 1992.
- 11) 日本下水道協会: 下水試験方法, 日本下水道協会, 1984.
- 12) 福井作蔵: 還元糖の定量法(第2版), 学術出版センター, pp.50-52, 1990.
- 13) 岩永貞昭: タンパク質の化学I(生化学実験講座1), 日本生化学会編, 東京化学同人, p.45, 1976.
- 14) 山川民夫: 脂質の化学(生化学実験講座3), 日本生化学会編, 東京化学同人, p.13, 1976.
- 15) 松尾吉高, 桐山光市: 下水汚泥の嫌気性消化-高温消化と中温消化の比較実験, 衛生工学研究論文集, Vol.17, pp.183-188, 1981.
- 16) Van Velsen, A. F. M. and Lettinga, G.: Effect of Feed Composition on Digester Performance, *ANAEROBIC DIGESTION*, pp.127-128, Applied Science Publishers LTD, LONDON, 1979.
- 17) 井手哲夫: 水処理工学, pp.363-366, 技報堂, 東京, 1976.
- 18) Ahring, B. K.: Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors, *Appl. Microbiology Biotechnology*, Vol.43, pp.559, 1995.
- 19) 藤田重文, 東畑平一郎: 化学工学Ⅲ, 東京化学同人, pp.91-94, 1965.
- 20) 松井三郎, 野口基一: 環境工学のための化学(基礎編), 東京化学同人, pp.183-209, 1980.
- 21) Wiegant, W. M., Hennink, M. and Lettinga, G.: Separation of the propionate degradation to improve the efficiency of thermophilic anaerobic treatment of acidified wastewaters, *Water Research*, Vol.20, pp.517-524, 1986.
- 22) 花木啓祐: 嫌気性消化における基質分解過程に関する研究, 東京大学大学院博士学位論文, pp.68-69, 1979.
- 23) Shea, T. G., Pretorius, W. A., Cole, R. D. and Person, E. A.: Kinetics of Hydrogen Assimilation in the Methane Fermentation, *Water Research*, Vol.2, pp.833-848, 1968.

(1997.9.5 受付)

TREATMENT CHARACTERISTICS OF HIGH STRENGTH SEWAGE SLUDGE BY THERMOPHILIC ANAEROBIC DIGESTION

Yuukou KIYOHARA, Yu You LI, Takashi MIYAHARA, Osamu MIZUNO
and Tatsuya NOIKE

The Effect of sludge retention time (SRT) on treatment characteristics of high strength sewage sludge was studied by using thermophilic anaerobic digestion process. The SRTs were varied from 2.5 to 40 days. The 80 % of the biodegradable matter of the high strength sewage sludge were removed at a 10 days of SRT. The total solid, volatile solid and total COD removal rates were 40.6, 55.3 and 61.9 percents, respectively. The acid production rates and methane production rates of the sludges operated at various SRTs were measured by batch experiments. Both of acid production rates and methane production rates decreased from 9.82 g-COD/L/days to 3.61 g-COD/L/days with increasing the SRT from 2.5 days to 40 days.